



Variación temporal de la comunidad de macroinvertebrados asociados a la descomposición de *Schoenoplectus californicus*, en arroyos y lagos con diferente impacto ambiental.



Tesina de grado
Licenciatura en Ciencias Biológicas
Orientación Ecología

Universidad de la República
Facultad de Ciencias

Maite Burwood

Uruguay
2016

Tutor: Dr. Franco Teixeira de Mello
Co- tutor: MSc. Juan Clemente

ÍNDICE	Página
1. Introducción.....	5
1.1 Hipótesis	8
2. Objetivos.....	9
2.1 General.....	9
2.2 Específicos.....	9
3. Materiales y métodos.....	10
3.1 Área de estudio.....	10
3.2 Diseño experimental.....	11
3.3 Análisis estadísticos.....	13
4. Resultados.....	15
4.1 Parámetros fisicoquímicos.....	15
4.2 Descomposición de <i>Schoenoplectus californicus</i>	15
4.3 Comunidad de macroinvertebrados.....	17
5. Discusión.....	22
6. Conclusiones y perspectivas.....	25
7. Referencias bibliográficas.....	27

Agradecimientos

En primera instancia quiero agradecer a mis tutores Franco Teixeira de Mello y Juan Clemente por toda la enseñanza académica y personal que me brindaron en todo momento, gracias por todo el esfuerzo, voluntad y paciencia que tuvieron para que pueda lograr éste trabajo. Quiero agradecer también a todo el equipo de trabajo del Grupo de Ecología y Rehabilitación de Sistemas Acuáticos del CURE, por la obtención de muestras y ayuda en el proceso de obtención de datos. A mis compañeras de laboratorio Anahí López, Clementina Calvo, Franca Stábile, Samanta Stebniki, Lucía González, Lucía Gaucher, Lucía Cabrera, Soledad Marroni y Natalia Vilaboa por estar ahí y ayudarme desde el primer día.

Quiero agradecer a mi familia, especialmente a mis padres por apoyarme, creer en mí y brindarme las herramientas para poder seguir creciendo. A mi segunda familia y con ello a Leo por apoyarme en las buenas y más aún en las malas, por darme siempre fuerzas para seguir adelante, por ayudarme con todo y confiar en mí. A mis amigas de siempre, que siempre están ahí para apoyarme aunque no entiendan de qué se trata esto.

A los correctores Pablo Muniz e Iván González, por sus comentarios y correcciones.

Resumen

Los macroinvertebrados acuáticos favorecen activamente el proceso de descomposición de la materia orgánica, debido a la capacidad de acelerar el proceso de fragmentación y particularización de la misma. En este estudio se analiza la variabilidad temporal de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos asociada a la descomposición del "junco" *Schoenoplectus californicus* (Cyperaceae), en dos arroyos (Departamento de Florida) y dos lagos (Departamento de Maldonado), cada uno de ellos con dos niveles de impacto ambiental (bajo *versus* alto impacto). Para el experimento se expusieron trozos de *S. californicus* (de biomasa y tamaño estandarizados) contenidos en bolsitas de malla de 3mm, durante el período de junio de 2012 a mayo de 2013. El nivel de impacto y el tipo de sistema afectó la comunidad de macroinvertebrados. Sin embargo, solo se encontraron diferencias en la tasa de descomposición entre tipos de sistemas (arroyos>lagos). En arroyos con distinto nivel de impacto a pesar de presentar una comunidad de macroinvertebrados diferente, no se observaron diferencias significativas en la tasa de descomposición. En cambio en los lagos, la similitud en la comunidad de macroinvertebrados se vio reflejada en la similitud en la tasa de descomposición. Los resultados de este trabajo indicarían un posible efecto en la tasa de descomposición de *S. californicus*, tanto de la comunidad de macroinvertebrados como del potencial abrasivo del flujo de agua en arroyos.

Palabras claves. Sistemas acuáticos, tasa de descomposición.

1. Introducción

Los ríos, arroyos y lagos que conforman la red hidrográfica de nuestro país cumplen un rol fundamental tanto a nivel socioeconómico como ambiental, sustentando una gran diversidad biológica y actuando como importantes eslabones de los ciclos biogeoquímicos (Conde *et al.*, 2002). Además, de estos sistemas se obtiene gran parte del agua utilizada para consumo tanto humano como animal, industrias y agricultura (Conde *et al.*, 2002). Es por esto, que el estudio y entendimiento tanto de las dinámicas comunitarias así como de los procesos que operan en estos sistemas acuáticos es de gran interés y un insumo necesario para la preservación, la gestión y el mejoramiento de la calidad ambiental de los mismos.

Los sistemas lóticos como ser ríos y arroyos, son sistemas abiertos que presentan un fuerte intercambio de materia orgánica, nutrientes y sedimentos con el paisaje adyacente y presentan una alta conectividad lateral, longitudinal y vertical (Vannote *et al.*, 1980; Allan & Castillo, 2007). A lo largo del eje longitudinal son varios los factores que determinan la heterogeneidad temporal y espacial en cada parte del sistema, factores físicos (e.g. temperatura), químicos (e.g. nutrientes), biológicos (e.g. comunidad de macroinvertebrados), y geomorfológicos (e.g. cauce del río) (Elosegi *et al.*, 2009). En este gradiente longitudinal, la comunidad de macroinvertebrados en los sistemas de bajo orden suele estar fuertemente representada por organismos que participan del pasaje de la materia orgánica particulada gruesa (CPOM) a materia orgánica particulada fina (FPOM) (Graça *et al.* 2001; Boyero *et al.* 2011). Debido a que existe deriva por el flujo de agua, la comunidad de macroinvertebrados que se encuentran en estos sistemas, tienen adaptaciones que les permiten movilidad y capacidad de colonización de distintos ambientes (Ephemeroptera, Trichoptera, Diptera). En comparación con otros tipos de sistemas, como los lagos, el rol de la comunidad de macroinvertebrados se encuentra fuertemente estudiado (Graça *et al.* 2001, Allan & Castillo, 2007, Perez *et al.*, 2013; Ferreira *et al.*, 2015; Graça *et al.*, 2015).

Por otra parte, en los sistemas lénticos, como ser lagos y lagunas, las variables relevantes de sistemas fluviales, como la velocidad de corriente, se pueden considerar en muchos casos de poca relevancia. El tiempo de residencia del agua, la estratificación térmica y el desarrollo de un área fótica permite una mayor estabilidad temporal al desarrollo y estructuración de las comunidades que los habitan, siendo las zonas litorales las más productivas, existiendo un gradiente horizontal del litoral a las

zonas más profundas del sistema (Wetzel, 1981). Muchas veces dicho gradiente horizontal viene acompañado de un gradiente de biomasa y diversidad de macrófitas, que desde la zona litoral (zona de gran complejidad física y trófica) aportan gran cantidad de materia orgánica a todo el sistema, dependiendo de las características morfológicas del mismo (Vander Zanden *et al.*, 2002; Esteves, 2011). En los lagos someros la red alimenticia detritica puede consumir gran parte de la producción primaria (Odum *et al.*, 2007), algunos invertebrados que se encuentran asociados a macrófitas también participan del consumo de materia orgánica. La comunidad de macroinvertebrados en estos sistemas, suele ser menor en abundancia, densidad y riqueza a la de los arroyos (Sampaio *et al.*, 2008). Los taxa como Chironomidae y Oligochaeta se suelen encontrar con mayor abundancia (Alvarez *et al.*, 2001; Esquius *et al.*, 2014).

La materia orgánica en los sistemas acuáticos continentales proviene de fuentes autóctonas y/o alóctonas. La de origen autóctono es generada en el propio sistema por productores primarios tales como microalgas/perifiton y macrófitas. La materia alóctona proviene principalmente de aportes de la cuenca, de la vegetación riparia y de otros tipos de detritos vegetales y animales que ingresan al sistema en forma particulada (Dobson & Frid, 1998). La materia orgánica (alóctona y autóctona) puede ser incorporada al sistema mediante la vía detritívora (Allan & Castillo, 2007). Por lo que se considera a la descomposición de la materia orgánica un proceso fundamental en los ecosistemas acuáticos, tan importante como la producción primaria (Moorhead *et al.*, 1996).

El estudio de los flujos de materia y energía son fundamentales para el conocimiento del sistema y por tanto para la gestión de los mismos frente a los efectos de las actividades antrópicas (Pérez & Le Blas 2004). Entender el proceso de descomposición puede ser útil como una herramienta de gestión ambiental, ya que la caracterización adecuada de un ecosistema requiere información sobre la estructura (patrones) y funcionamiento (procesos). La importancia ecosistémica proviene a partir del rol de la materia alóctona como fuente de materia y energía para el desarrollo de los productores primarios así como también secundarios en los sistemas acuáticos (Graça & Canhoto 2006). Por esta razón, en los últimos años, el estudio de la calidad, origen y efectos de la descomposición de la materia orgánica ha sido tema relevante en investigaciones sobre ecología acuática (Abelho 2001; Graça & Canhoto 2006; Sampaio *et al.*, 2008; Boyero *et al.*, 2012; Perez *et al.*, 2013; Ferreira *et al.*, 2015; Graça *et al.*, 2015).

El proceso de descomposición de la materia orgánica ocurre asociado a una serie de eventos, dados por la colonización y acondicionamiento del detrito por la acción microbiana, donde ocurre una pérdida de materia soluble y lábil por lixiviación y metabolismo microbiano (Bianchini, 1999; Ferreira *et al.*, 2014; Ferreira *et al.*, 2016; Graça *et al.*, 2015), este es el momento previo antes de que la comunidad de macroinvertebrados tenga un efecto relevante en el proceso de descomposición (Ferreira *et al.*, 2014). Los macroinvertebrados juegan un rol fundamental en el proceso de fragmentación y descomposición de la materia orgánica tanto de origen alóctono como autóctono (Allan & Castillo, 2007; Graça *et al.*, 2015), transformando la CPOM en FPOM, principalmente por la acción de macroinvertebrados fragmentadores. Además, las fuentes de CPOM proporcionan un hábitat favorable para soportar alta densidad y diversidad de macroinvertebrados acuáticos (Telöken *et al.*, 2011; Goncalvez *et al.*, 2012; Callisto & Graça, 2013). Por lo que, se destaca el rol de los macroinvertebrados en el metabolismo energético de los ecosistemas ya que ocupan una posición intermedia en las redes tróficas (Hunter & Price, 1992; Allan & Castillo, 2007; Ferreira *et al.*, 2016). Cabe resaltar que estos estudios se basan mayoritariamente en evidencia empírica en arroyos de bajo orden, y no tanto en lagos.

Dado que el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos está fuertemente influenciado por los procesos que ocurren en su área de drenaje (Lampert & Sommer, 2007), las alteraciones en el uso del suelo, causan variaciones en las condiciones físicas, químicas y biológicas de los diferentes tipos de ecosistemas. En consecuencia, ocurren modificaciones en la dinámica de transferencia y procesamiento, tanto de materia como de energía (Woodward *et al.*, 2005). En general, estas actividades producen un aumento en el aporte de nutrientes a los cuerpos de agua, de manera directa o indirecta (e.g. fertilizantes aportados por escorrentía de campos agrícolas) lo que resulta en un deterioro gradual en la calidad de los mismos (Schindler *et al.*, 2008), fenómeno denominado “eutrofización” (Lampert & Sommer, 2007). Todas estas modificaciones afectan la estructura y función de las comunidades biológicas (Friberg & Murphy, 2006; Lammert & Allan, 1999; Ometo *et al.*, 2000). Cabe resaltar, que algunos de los taxa de la comunidad de macroinvertebrados (Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera) son importantes en el proceso de descomposición por su rol de fragmentación de la materia orgánica, a su vez éstos se consideran poco tolerantes al deterioro ambiental (Gutiérrez-Fonseca *et al.*, 2016). Por lo que, las alteraciones antes mencionadas podrán afectar negativamente la tasa de descomposición de la materia orgánica (Ferreira *et al.*, 2014).

Otros factores ambientales pueden afectar el proceso de descomposición de la materia orgánica. Uno de ellos es el efecto físico de la abrasión provocada por el flujo del agua en los arroyos, acelerando la fragmentación y por lo tanto la pérdida de biomasa (Abelho 2001; Graça & Canhoto 2006; Graça *et al.*, 2015), factor que se puede considerar irrelevante en los lagos, excepto por el efecto que puede tener el viento sobre el oleaje en la zona litoral (Pabst *et al.*, 2008). El siguiente factor considerado de importancia en muchos casos es la temperatura (Irons *et al.*, 1994). Un aumento en la temperatura puede afectar directamente el metabolismo de las comunidades microbiana y de invertebrados pudiendo acelerar la tasa de descomposición (Alvarez *et al.*, 2001; Boyero *et al.*, 2011; Graça *et al.*, 2015).

Schoenoplectus californicus es una de las plantas acuáticas más comunes en el litoral de los cursos de agua lénticos y lóticos de nuestro país, por lo tanto es esperable que su influencia en los sistemas sea importante. Sin embargo, básicamente no contamos con referencias en nuestra región para realizar meta-análisis que aporte a la comprensión de su proceso de descomposición. Cabe destacar que ésta investigación es la primera que trata sobre descomposición de materia orgánica y su relación con macroinvertebrados en sistemas acuáticos continentales de nuestro país, por lo que estudios complementarios que se vienen desarrollando se espera que aporten al entendimiento de los resultados aquí encontrados.

Este trabajo se enmarca dentro de una línea de investigación enfocada a entender los posibles impactos de diferentes usos del suelo sobre la estructura y el funcionamiento ecosistémico de los sistemas acuáticos continentales. Analizaremos el proceso de descomposición de una macrófita (*Schoenoplectus californicus*) y la comunidad de macroinvertebrados asociada a dicho proceso. Dicho análisis incluye la variación temporal del proceso de descomposición dentro de sistemas lénticos y lóticos, con diferente grado de deterioro ambiental.

1.1 Hipótesis

Debido a que en los arroyos existe mayor abundancia, densidad y riqueza de macroinvertebrados y que el potencial abrasivo del movimiento del agua no ejerce efecto en los lagos, la tasa de descomposición de *Schoenoplectus californicus* es mayor en los arroyos que en los lagos.

Debido a que el deterioro ambiental afecta la abundancia, densidad y riqueza de macroinvertebrados la tasa de descomposición de *S. californicus* será menor en los sistemas con mayor deterioro ambiental.

Dado que la temperatura, incide sobre el proceso de descomposición y sobre la comunidad de macroinvertebrados, se espera encontrar una relación positiva entre dicha variable con la tasa de descomposición y la comunidad.

2. Objetivos

2.1 General:

Analizar la variabilidad temporal de la descomposición de *Schoenoplectus californicus* y la comunidad de macroinvertebrados acuáticos asociada a dicho proceso, considerando sistemas lénticos y lóticos con impacto ambiental contrastantes (bajo versus alto).

2.2 Específicos

- Comparar la tasa de descomposición de *Schoenoplectus californicus* en los dos lagos y dos arroyos seleccionados.
- Analizar la relación entre el caudal y la tasa de descomposición de *S. californicus* en los dos arroyos.
- Analizar la relación entre la temperatura y la tasa de descomposición de *S. californicus* en los cuatro sistemas.
- Analizar la variabilidad temporal de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos asociado a la descomposición de *S. californicus* en los cuatro sistemas.
- Analizar la relación entre la abundancia, densidad y riqueza de la comunidad de macroinvertebrados y la tasa de descomposición de *S. californicus* en los cuatro sistemas.

3. Materiales y Métodos

EL experimento de campo se realizó en el período junio 2012 a mayo del 2013, con un total de 339 días de tiempo de exposición de los experimentos.

3.1 Área de estudio:

El estudio se enfoca en distintos ambientes acuáticos (lagos y arroyos), y dentro de los mismos, sistemas con diferente grado de deterioro ambiental asociado ya sea al uso del suelo de sus cuencas o al propio manejo del sistema (alto impacto vs bajo impacto).

Los arroyos muestreados pertenecen a la cuenca del Río Santa Lucía. El arroyo Chal-Chal ($33^{\circ}54'12.32''S$, $56^{\circ}00'22.73''W$) con un tamaño de cuenca de 1880 ha, se encuentra asociado a un uso predominantemente de ganadería extensiva (70%) y en menor proporción a actividades agrícolas (30%), lo cual tiene como consecuencia una baja carga de nutrientes en agua, este sistema lo hemos seleccionado como de bajo impacto ambiental (BI) (Goyenola *et al.*, 2015) (Fig. 1). El arroyo Puntas del Pantanoso ($33^{\circ}49'31.75''S$, $56^{\circ}16'55.38''W$) con un tamaño de cuenca de 840 ha, se encuentra asociado al uso agrícola-lechero (90%), pastura extensiva (7%) y urbanización (3%), siendo un sistema con alta carga de nutrientes por lo que lo consideramos un sitio con alto impacto ambiental (AI) (Goyenola *et al.*, 2015).

Los lagos se encuentran en el departamento de Maldonado. Laguna blanca ($34^{\circ}54'S$; $54^{\circ}50'W$) es un sistema somero con una profundidad de 2.1 - 3.2 m, y tamaño de cuenca de 540.6 ha. Se encuentra en la zona de Manantiales (Fig. 1), cerca a la costa Atlántica y es utilizada como suministro de agua potable. El estado trófico del sistema fue clasificado como eutrófico- hipereutrófico (NT: $1346.2 \mu\text{g.l}^{-1}$; PT: $107.4 \mu\text{g.l}^{-1}$) (Pacheco *et al.*, 2010), y cabe destacar que en los años 1998 – 1999 ocurrió una gran sequía producto del evento del Niño y una gran extracción de agua. Esto produjo una disminución en su volumen de agua, esto tuvo como consecuencia un fuerte deterioro del sistema con cambios en la estructura de las comunidades (Mazzeo *et al.*, 2003; Teixeira de Mello *et al.*, 2007). Históricamente esta laguna presenta problemas de floraciones algales y se considera un sistema con alto impacto ambiental (AI). Laguna Escondida ($34^{\circ}49'S$; $54^{\circ}37'W$), también es un sistema somero con una profundidad de 3.5 – 4.3 m, y drena una cuenca de 479.9 ha. Se encuentra en la zona de José Ignacio (Fig. 1) y está asociada a un uso del suelo extensivo. El estado trófico del sistema fue clasificado como mesotrófico- eutrófico (NT: $539.5 \mu\text{g.l}^{-1}$; PT: $57.0 \mu\text{g.l}^{-1}$) (Pacheco *et al.*, 2010) y presenta una gran diversidad biológica (i.e. comunidad de peces, Teixeira

de Mello et al., datos no publicados). Debido a esto se lo considera como un sistema con un deterioro ambiental menor que Laguna Blanca, por lo que para el experimento fue considerado como un sistema de bajo impacto (BI). Cabe resaltar que en los últimos años desde y durante la ejecución de este experimento, ha ocurrido un aumento en la población adyacente a la Laguna Escondida, lo cual pudo haber tenido efectos en la carga de nutrientes del sistema. Teniendo en cuenta que el tiempo de respuesta a nivel biológico de las perturbaciones en los sistemas, pueden tener una gran ventana temporal (Staehr *et al.*, 2012), en éste estudio se lo sigue considerando como un sistema de bajo impactado.

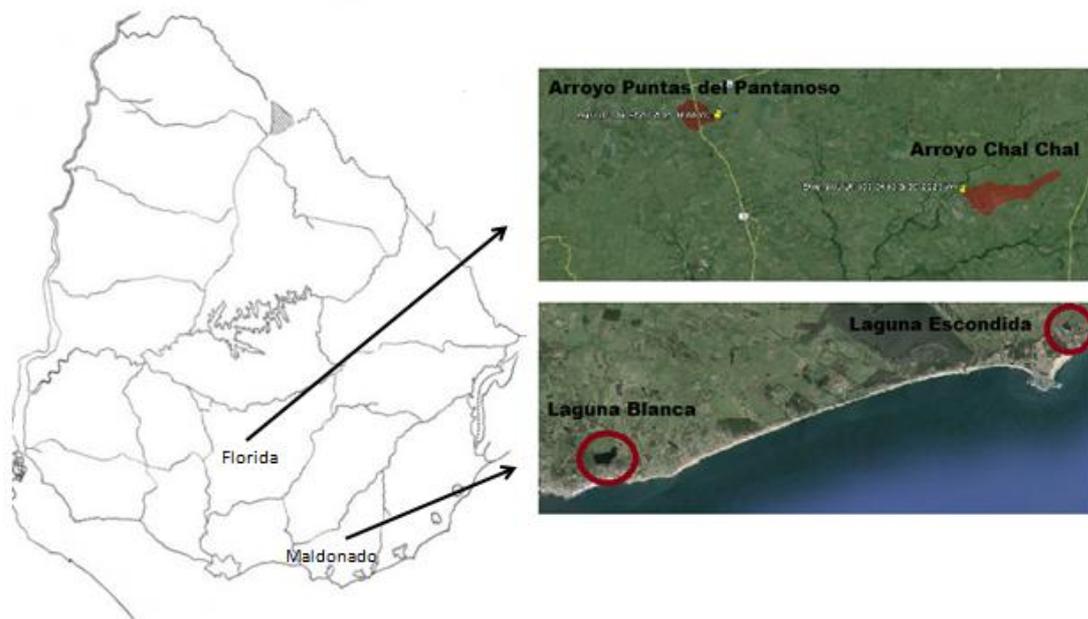


Figura 1. Ubicación de los sistemas de estudio, Uruguay. Dentro del departamento de Florida se encuentran los dos arroyos (Puntas del Pantanoso y Chal-Chal), en el departamento de Maldonado las lagunas Blanca y Escondida.

3.2 Diseño experimental:

Análisis fisicoquímicos

Para tener una adecuada caracterización de los parámetros fisicoquímicos en los cuatro sistemas, se analizaron variables como, temperatura, pH, conductividad, oxígeno disuelto, y sólidos totales disueltos, y caudal (en arroyos). Estos parámetros fueron tomados *in situ*, con medición continua, durante todo el período de muestreo mediante una sonda multiparamétrica YSI V6600.

Por otra parte, se tomaron muestras de agua para realizar análisis de nutrientes en el laboratorio, cada 15 días en arroyos y mensualmente en lagos. La concentración de

nutrientes (nitrógeno y fósforo total) se determinaron a partir del método de Valderrama (1981).

Experimento de descomposición

Schoenoplectus californicus, es una macrófita emergente acuática, de la familia de las ciperáceas (Fig. 2) con amplia distribución en sistemas acuáticos de América del Sur. En los cuatro sistemas estudiados se instalaron 60 bolsitas que permiten el ingreso de macroinvertebrados (malla 3mm) conteniendo 5 trozos de 10 cm de *Schoenoplectus californicus* (Fig. 2). Previamente, estos trozos fueron secados en estufa a 60 °C durante 48 hs para obtener el peso seco. Las bolsitas se encontraban sujetas a cuerdas por debajo de la superficie del agua, dispuestas en el sentido longitudinal al curso de agua en los arroyos y en forma perpendicular al litoral de los lagos. En el período comprendido entre junio 2012 – mayo 2013, en cada fecha de muestreo se tomaron 3 muestras (bolsitas) al azar.

En arroyos se colectaron muestras en 12 fechas, en los siguientes días de exposición de los experimentos: 13, 27, 41, 62, 79, 111, 163, 195, 212, 248, 292 y 338 días, en lagunas se colectaron en 10 fechas en los días 17, 35, 49, 68, 84, 98, 132, 190, 228 y 315. La diferencia en las fechas de muestreo entre los sistemas se dio debido a temas logísticos. Los restos de *S. californicus* fueron cuidadosamente lavados sobre un tamiz de 500µm, donde se colectaron los macroinvertebrados, luego fueron fijados con alcohol al 70% para su preservación y posterior identificación y análisis en laboratorio. Los restos de *S. californicus* fueron transportados al laboratorio en frío donde nuevamente fueron secados a 60 °C durante 48 hs y posteriormente pesados (0.0001g).



Figura 2. Izquierda. Macrófita *Schoenoplectus californicus*. Derecha. Bolsitas con trozos de

Schoenoplectus californicus instaladas por debajo de la superficie de agua en el arroyo Puntas del Pantanoso.

Los macroinvertebrados se clasificaron por grupos taxonómicos al nivel de orden, llegando en algunos casos a familia. Luego se realizó un conteo de individuos para obtener la información de abundancia por taxón, a partir de esto se analizó la abundancia relativa. La información de abundancia se relativizó al peso seco de los trozos correspondientes para obtener información de densidad (n° ind.g⁻¹ de *S. californicus*). Se analizó también la riqueza de taxones, la cual junto a la abundancia relativa y la densidad se estudiaron a lo largo del período del experimento en los diferentes sistemas.

Descomposición

Se calculó el porcentaje de descomposición según Petersen & Cummins (1974) a partir de la ecuación:

$$\text{Porcentaje de descomposición} = \left(\frac{W_t}{W_0} \right) \times 100$$

y la tasa de descomposición (k) a partir de,

$$k = - \left(\frac{1}{t} \right) \times \ln \left(\frac{W_t}{W_0} \right)$$

donde W_t es el peso en el tiempo t y W_0 es el peso inicial.

3.3 Análisis estadísticos:

Parámetros fisicoquímicos

Para evaluar posibles diferencias en los parámetros físico-químico en cada sistema, se realizó un análisis de similitud (ANOSIM) tomando como grupos a cada arroyo y cada lago, se descartó el caudal por no ser una variable aplicable a los lagos y se complementó con análisis de porcentaje de disimilitud (SIMPER) para observar las variables causantes de la disimilitud. Dado que el resultado del SIMPER indica que las variables que explican la diferencia entre los tipos de sistemas son los nutrientes (Nitrógeno y fósforo total), se analizaron nuevamente con ANOSIM estas dos variables con respecto a los sistemas a lo largo del tiempo. En los ANOSIM y SIMPER se utilizó distancia euclidiana.

Descomposición

Para el análisis de la tasa de descomposición en el tiempo se pretendió realizar análisis estadísticos de varianza (ANOVA) de tres vías, con los factores tipo de sistema (lagos y arroyos), nivel de impacto (bajo y alto) y tiempo. Debido a que el factor tiempo no cumple con los supuestos del análisis, se procedió a realizar ANOVA factorial de dos vías con los factores, tipo de sistema y nivel de impacto teniendo en cuenta todos los datos anuales. Se testearon las tasas de descomposición en distintos tiempos del experimento, pero solo se observaron diferencias en la última fecha. En la última fecha del experimento, se realizó un ANOVA de dos vías considerando los factores tipo de sistema y nivel de impacto para detectar las diferencias observadas en la tasa de descomposición entre los sistemas.. Los valores de la tasa de descomposición fueron transformados a logaritmos $\text{Log}_{10}(x + 1)$ con el fin de cumplir con los supuestos de homogeneidad de varianza y normalidad.

Comunidad de macroinvertebrados

Las variables comunitarias fueron analizadas bajo diferentes análisis, para la riqueza y la densidad se utilizó ANOVA factorial de dos vías con los factores: sistemas y nivel de impacto, teniendo en cuenta los datos anuales. Para cumplir con los requerimientos del ANOVA se transformaron los datos de riqueza y densidad a logaritmos $\text{Log}_{10}(x)$.

Para el análisis de abundancia relativa por taxa a lo largo del tiempo se utilizó ANOSIM y se complementó con SIMPER para observar las taxas involucradas en la disimilitud.

Se realizaron varias regresiones lineales: tasas de descomposición vs variables ambientales (temperatura, caudal), tasas de descomposición vs variables comunitarias (riqueza, densidad, abundancia), variables ambientales vs variables comunitarias. En todos los análisis se trabajó con un nivel de confianza del 95%.

4. Resultados

4.1 Parámetros físico-químicos

Los valores medios de los parámetros físico-químicos analizados, para cada uno de los sistemas en el período de estudio se muestran en la Tabla 1. El análisis de similitud (ANOSIM) de las variables fisicoquímicas entre arroyos y lagos, detectó diferencias significativas ($R= 0.23$; $p<0.01$, arroyos>lago), siendo el nitrógeno total la variable causante del 76.3% de la disimilitud (SIMPER), seguido del fósforo total con 23.5% (SIMPER).

Teniendo en cuenta solo la carga de nutrientes, observamos que existen diferencias significativas entre arroyos y lagos, (ANOSIM; $R= 0.27$ $p<0.001$). Entre arroyos, la carga de nutrientes presentó diferencias significativas (ANOSIM, $p<0.05$), mientras que entre los lagos no se detectaron diferencias significativas (ANOSIM, $p>0.05$).

En cuanto al caudal el arroyo con alto impacto presentó menores caudales con respecto al arroyo con bajo impacto (Tabla 1).

Tabla 1. Valores medios y 1 error estándar de las variables fisicoquímicas analizadas durante el experimento, período junio 2012 y mayo 2013. AI = alto impacto ambiental. BI= bajo impacto ambiental. T= temperatura. K= conductividad. TDS= sólidos totales disueltos. OD%= porcentaje de oxígeno disuelto. PT= fósforo total. NT= nitrógeno total. Se indica también el área de la cuenca de cada sistema.

Sistema	Arroyo		Lago	
	AI	BI	AI	BI
Nivel de impacto				
Área de la cuenca (ha)	840	1880	540,6	479,9
T (°C)	15,7 ± 1,5	15,8 ± 1,7	16,8 ± 2,0	16,3 ± 1,6
K (μs.cm ⁻¹)	355,5 ± 26,8	381,7 ± 30,4	280,4 ± 7,6	189,5 ± 5,5
pH	7,4 ± 0,1	7,7 ± 0,1	7,9 ± 0,04	7,4 ± 0,2
TDS (ppm)	0,28 ± 0,02	0,30 ± 0,02	0,22 ± 0,01	0,15 ± 0,001
OD %	45,7 ± 5,2	73,1 ± 4,4	92,6 ± 1,6	83,1 ± 5,5
PT (μg.L-1)	1092,3 ± 193,0	205,7 ± 88,8	52,0 ± 5,5	35,9 ± 4,0
NT (μg.L-1)	2529,0 ± 346,1	1014,6 ± 209,3	812,6 ± 68,2	655,1 ± 60,9
Caudal (l.s ⁻¹)	88,4 ± 23,3	162,2 ± 41,0	-	-

4.2 Descomposición de *Schoenoplectus californicus*

El porcentaje de descomposición de *S. californicus* en el tiempo tiene un comportamiento diferencial entre los tipos de sistemas. En ambos arroyos se alcanzó un 50% de descomposición, alrededor de los 163 días, mientras que en los lagos el 50% de descomposición ocurrió a los 228 días aproximadamente (Fig. 3).

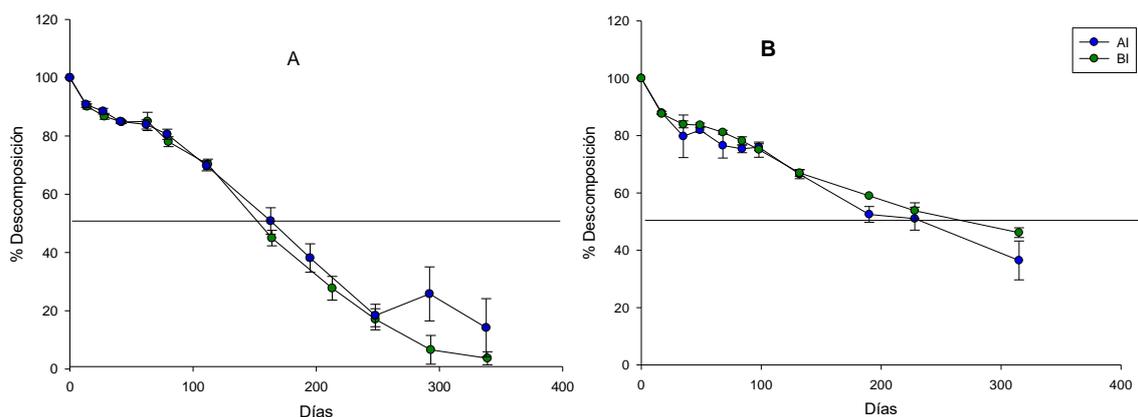


Figura 3. A: Porcentaje de descomposición (media y 1 error estándar) de *Schoenoplectus californicus* en el tiempo en los arroyos AI (alto impacto) y BI (bajo impacto), B: Porcentaje de descomposición de *S. californicus* en el tiempo en el lago AI (alto impacto) y BI (bajo impacto).

En promedio, la tasa de descomposición (k) en arroyos fue $0.0053 \pm 0.0025 \text{ g.días}^{-1}$, mientras que en los lagos fue $0.0039 \pm 0.0017 \text{ g.días}^{-1}$. Sin embargo, no se detectaron diferencias significativas entre los tipos de sistemas ni en los niveles de impacto tomando en cuenta todo el experimento (ANOVA de tres vías). Observando la tasa de descomposición a lo largo del tiempo (Fig. 4), encontramos que ocurren diferencias en la tasa de descomposición a partir de los 200 días siendo mayor en arroyos que en lagos. A través de un ANOVA de dos vías en la última fecha se pudo comprobar que dichas diferencias son significativas (arroyos>lagos, $F_{(1,8)}=124$, $p<0.001$), la interacción no fue significativa ($F_{(1,8)}=2.1$, $p>0.05$).

El análisis entre temperatura y la tasa de descomposición muestra una relación significativa positiva entre ambas variables en ambos arroyos ($p<0.0001$; $r^2=0.28$) mientras que en los lagos ésta relación es significativa pero negativa ($p<0.0001$; $r^2=0.29$) (Fig. 4). En los arroyos se observa un patrón temporal similar entre la tasa de descomposición y la temperatura. En el caso de los lagos al inicio del experimento se observa un patrón similar, sin embargo a medida que comienza a aumentar la temperatura la tasa de descomposición continúa decayendo (Fig. 4).

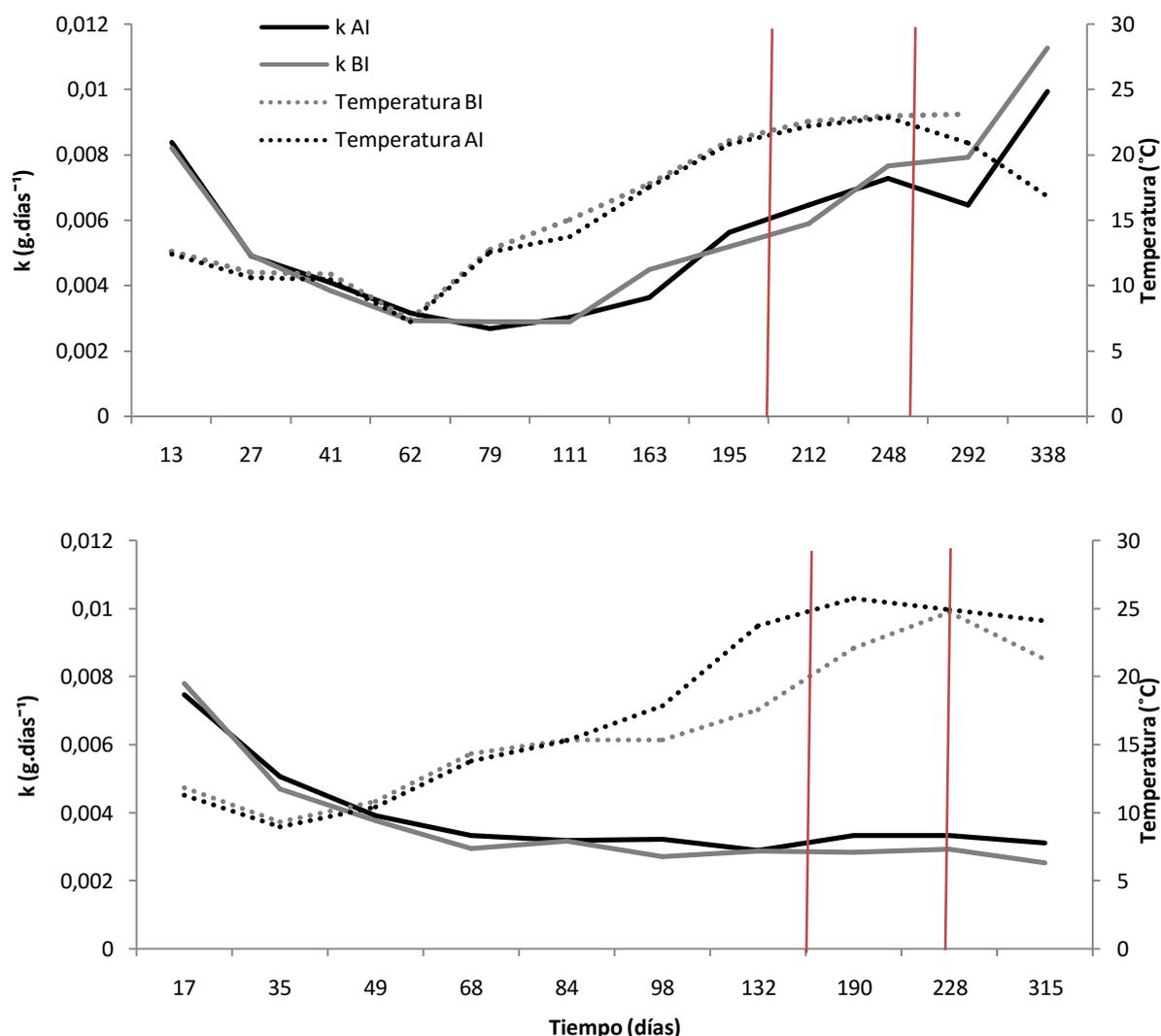


Figura 4. Arriba. Tasa de descomposición (k) y temperatura en el tiempo (días) en los arroyos. Abajo. Tasa de descomposición (k) y temperatura en el tiempo (días) en los lagos. Al= Alto impacto. Bl= Bajo impacto. Las líneas rojas indican período estival.

En el caso de los arroyos, se analizó la relación entre el caudal y la tasa de descomposición a través de una regresión lineal, pero no se encontraron relaciones significativas ($p > 0.05$).

4.3 Comunidad de Macroinvertebrados

Se colectaron un total de 8449 individuos distribuidos en 15 taxa. En los arroyos se encontraron un total de 4710 individuos (Bl=52.4% y Al=47.6%). En los lagos, se obtuvieron un total de 3739 individuos (Bl=40.9% y Al=59.1%). La abundancia total de la comunidad de macroinvertebrados cambió a lo largo del tiempo, en ambos tipos de sistemas se observó un aumento inicial continuado de fluctuaciones temporales sin un patrón un claro (Fig. 5).

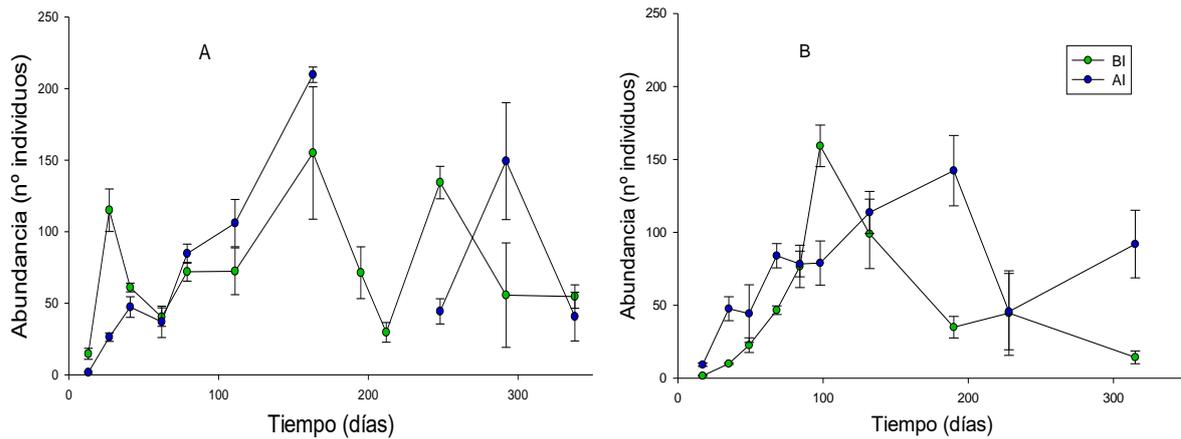


Figura 5. Abundancia total y 1 error estándar de individuos en el tiempo. A) arroyos. B) lagos. AI: alto impacto, BI: bajo impacto. En el arroyo AI no hay datos en el período 195- 212 días

La riqueza de taxones fue significativamente mayor en los arroyos que en los lagos (ANOVA dos vías, $F_{(1,91)}=46.73$, $p<0.0001$). Los sistemas menos impactados presentaron mayor riqueza que los más impactados ($F_{(1, 91)}=15.42$, $p<0.001$) (Fig. 6). No hubo interacciones significativas entre los factores.

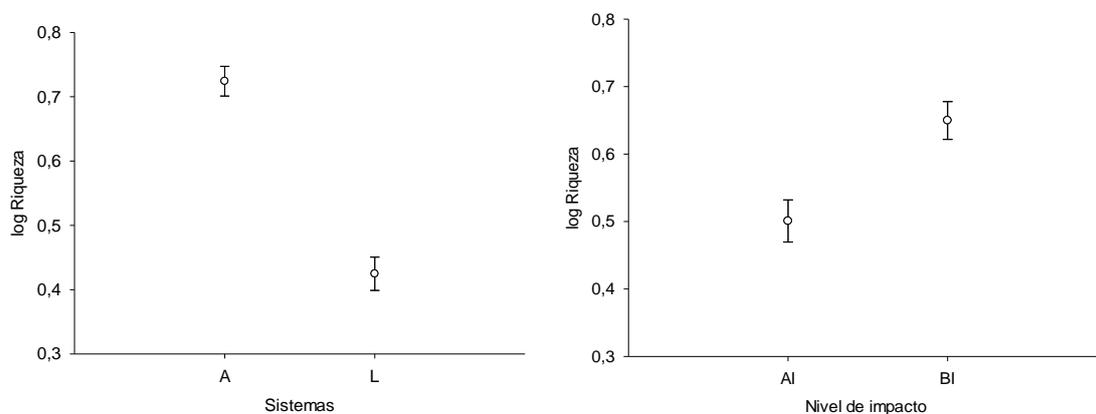


Figura 6. Media y 1 error estándar de la riqueza (nº de taxa). Izquierda, en los distintos sistemas, derecha, diferente nivel de impacto (Figura derecha). A= arroyo. L= lago. AI= alto impacto. BI= bajo impacto.

En todo el experimento, los taxa con mayor representación fueron Ephemeroptera, Amphipoda, Chironomidae y Oligochaeta, sumando el 94% de la abundancia total. Para los arroyos los taxa más abundantes fueron los Ephemeroptera (36.7%), Amphipoda (22.4%), Oligochaeta (17.8%) y Chironomidae (12.8%), mientras que en los lagos los Chironomidae (50.3%) y Oligochaeta (45.1%) (Tabla 2).

Tabla 2. Abundancia (nº de individuos) de cada taxa de macroinvertebrados para los distintos sistemas, ordenados de mayor a menor abundancia de individuos del arroyo AI. AI: alto impacto y BI: bajo impacto.

Taxa	Arroyo AI	Arroyo BI	Total arroyos	Lago AI	Lago BI	Total lagos
Amphipoda	944	110	1054	4	27	31
Oligochaeta	663	174	837	1123	565	1688
Ephemeroptera	359	1368	1727	33	78	111
Chironomidae	129	473	602	1047	834	1881
Coleoptera	85	156	241	0	0	0
Hyrudinea	33	16	49	0	1	1
Coleoptera adultos	10	74	84	0	0	0
Miriapoda	8	1	9	0	0	0
Odonatos	5	12	17	0	0	0
Gasteropodos	3	10	13	0	0	0
Colembollos	1	2	3	0	1	1
Aeglidae	1	6	7	0	0	0
Trichoptera	0	61	61	2	24	26
Plecoptera	0	3	3	0	0	0
Bivalvos	0	3	3	0	0	0

La variabilidad de abundancias relativas de los distintos taxa a lo largo del tiempo presentaron diferencias significativas entre arroyos y lagos (ANOSIM; $R= 0.54$ $p< 0.0001$). El análisis de porcentaje de similitud (SIMPER), muestra que dicha diferencia (Disimilitud 66.3%), se debe a una mayor abundancia de los Chironomidae en los lagos, donde éstos aportan un 31.9% en dicha diferencia (Fig. 7).

Entre arroyos se detectaron diferencias en la composición de la comunidad (ANOSIM, $R= 0.63$, $p< 0.0001$). El análisis de SIMPER mostró una disimilitud del 65.7 %, donde los Ephemeroptera son los responsables del 28.4% de dicha diferencia, con una mayor proporción en el arroyo menos impactado con respecto al más impactado (56% y 16%, respectivamente).

En el caso de los lagos, el análisis de similitud considerando la composición de taxa a lo largo del tiempo no presentó diferencias significativas entre los lagos con alto y bajo impacto (ANOSIM; $R=0.07$ y $p>0.05$), el análisis de SIMPER, mostró una disimilitud baja con 33.6%, aportando a dicha diferencia los Oligochaeta en un 42.8%. (Fig. 7).

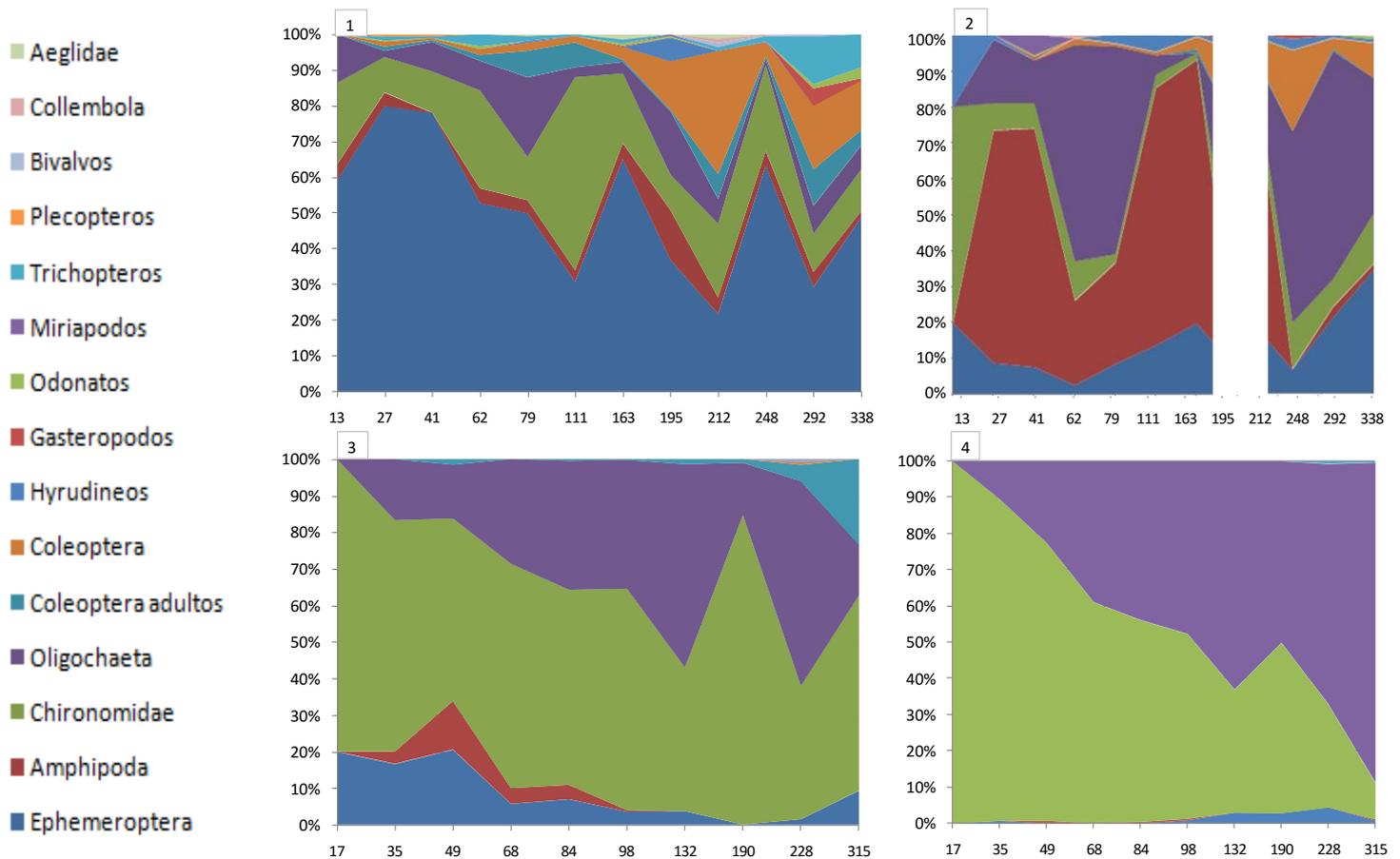


Figura 7. Abundancia relativa para los distintos sistemas a lo largo del tiempo (días). 1= Arroyo con bajo impacto. 2= Arroyo con alto impacto. 3= Lago con bajo impacto. 4= Lago con alto impacto. A la izquierda leyenda de las taxa de macroinvertebrados. En el arroyo impactado no se cuenta con datos en el período 195-212 días.

La densidad de macroinvertebrados ($\text{ind. g } S. \text{ californicus}^{-1}$) fue significativamente mayor en los arroyos que en los lagos ($F_{(1,60)} = 46.876$, $p < 0.0001$), no se detectaron diferencias significativas entre distinto nivel de impacto, ni en la interacción entre los factores.

En los arroyos, se observó una tendencia al aumento de la densidad en el tiempo, mientras que en los lagos se observa una tendencia inicial al aumento pero solo hasta los 100 días de exposición. Por otra parte, se puede observar que la diferencia en las densidades ocurre luego de los 150 días, donde los arroyos muestran un rango entre 100 y 400 $\text{ind.g } S. \text{ californicus}^{-1}$, mientras que en los lagos nunca se supera los 100 $\text{ind.g } S. \text{ californicus}^{-1}$ en todo el período (Fig. 8).

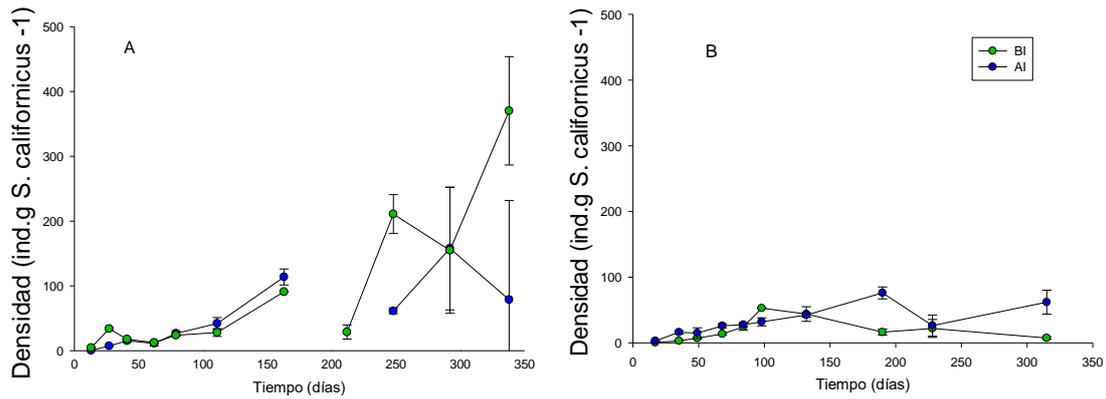


Figura 8. Variación temporal de la densidad de macroinvertebrados. A) para los arroyos AI y BI. B) para los lagos AI y BI. AI= alto impacto. BI= bajo impacto. En el arroyo AI no hay datos en el período 195- 212 días. En el arroyo BI no hay datos en el día 195.

En los arroyos, no se detectaron relaciones lineales significativas entre el caudal y las diferentes variables comunitarias analizadas (i.e. riqueza, abundancia y densidad). Por otro lado, se encontraron relaciones lineales positivas entre temperatura y la riqueza ($p < 0.001$; $r^2 = 0.17$) y la temperatura y la densidad ($p < 0.01$; $r^2 = 0.13$) en arroyos, y en los lagos la temperatura con la abundancia ($p < 0.000$; $r^2 = 0.17$) y la densidad ($p < 0.0001$; $r^2 = 0.31$).

La relación entre la tasa de descomposición y la densidad de macroinvertebrados, fue diferente según el sistema. En los arroyos se observó una relación positiva ($p < 0.0001$; $r^2 = 0.42$), mientras que en lagos, una relación negativa ($p < 0.01$; $r^2 = 0.15$).

5. Discusión

La tasa de descomposición así como el porcentaje de descomposición de *S. californicus* fue mayor en los arroyos que en los lagos, lo cual apoya la primera hipótesis planteada. El tipo de sistema así como el grado de impacto afectaron la composición de la comunidad de macroinvertebrados. En arroyos el nivel de impacto afectó la comunidad, tanto en riqueza como abundancia de macroinvertebrados, sin embargo esto no se vio reflejado en diferencias en la tasa de descomposición entre arroyos. Por otro lado en los lagos, encontramos que a pesar del nivel histórico de impacto contrastante no existieron diferencias significativas a nivel fisicoquímico ni en nivel comunidad ni en la tasa de descomposición. Dado que no se encontraron diferencias en la descomposición según el nivel de impacto, la segunda hipótesis planteada es rechazada. En los arroyos se detectó una relación positiva de la temperatura con la tasa de descomposición (K vs. T, relación positiva significativa), y la densidad de macroinvertebrados (K vs. densidad, relación positiva significativa). Por el contrario, en los lagos se observó exactamente el patrón inverso respecto a la tasa de descomposición, una relación negativa entre la tasa de descomposición con la temperatura aunque positiva con la densidad de macroinvertebrados, debido a esto la tercer hipótesis planteada es válida en arroyos y no en los lagos respecto a la descomposición. El análisis de caudal en los arroyos no mostró una relación significativa con la tasa de descomposición, y además la diferencia de caudal entre arroyos no afectó la tasa de descomposición entre los mismos.

La descomposición entre los arroyos y lagos tienen el mismo comportamiento en la etapa inicial del experimento, donde se observa una rápida pérdida de biomasa. Este comportamiento se ha documentado muchas veces y podría deberse a la pérdida de materia soluble y lábil por lixiviación y metabolismo microbiano (Ferreira *et al.*, 2016; Graça *et al.*, 2015). Estudios previos de descomposición de *S. californicus* en California, muestran el mismo comportamiento, donde la tasa de descomposición es más rápida en las primeras semanas y luego decrece en el tiempo (Thullen *et al.*, 2008).

La tasa de descomposición de *S. californicus* fue mayor en los arroyos que en los lagos. En otros estudios comparativos entre sistemas lóticos y lénticos se ha encontrado que la tasa de descomposición es mayor en lóticos que en lénticos, lo cual apoyaría los resultados obtenidos (Sampaio *et al.*, 2008). La abundancia, riqueza y densidad de macroinvertebrados fueron mayores en los arroyos que en los lagos, lo que podría explicar las diferencias observadas en las tasas de descomposición entre éstos

sistemas. Estudios previos indican que éstas variables pueden ser clave en el proceso de descomposición (Thullen et al., 2008; Boyero et al., 2011; Boyero et al., 2012; Ferreira et al., 2014), pudiendo existir una máxima densidad de macroinvertebrados en las etapas avanzadas del proceso (Capello et al., 2004). Dicha diferencia existente entre los sistemas es concordante con otros estudios, en donde los arroyos poseen mayor diversidad de macroinvertebrados que los lagos (Sampaio et al., 2008).

Otro factor importante que podría generar la diferencia observada entre lagos y arroyos en la descomposición de *S. californicus*, es el caudal entendido como fuerza que genera abrasión y acelera la pérdida de biomasa (Abelho 2001; Graça & Canhoto 2006; Graça et al., 2015). Dicho fuerza de caudal no solo tiene un rol abrasivo, se destaca el rol de transporte para favorecer la colonización continua de invertebrados, hongos y bacterias que llegan a distintos sustratos por deriva (Wallace et al., 1996). Sin embargo a diferencia de lo esperado no se encontró una relación significativa entre el caudal y la tasa de descomposición en los arroyos. Además, el arroyo menos impactado presentó un caudal que duplicó el caudal del sistema más impactado, sin que este sistema presentara una mayor tasa de descomposición. Por lo tanto en este estudio no sería de esperar un efecto significativo del caudal entre arroyos, sin embargo no podemos descartar que aporte a las diferencias observadas entre lagos y arroyos.

La temperatura y la actividad microbiana se han reportado como otros factores importantes (Irons et al., 1994) en la tasa de descomposición. Diversos trabajos no muestran efectos concluyentes. Algunos trabajos reportan efectos positivos tanto en el ambiente como en experimentos (Alvarez et al., 2001, Thullen et al., 2008, Graça et al., 2015) así como efectos neutros (Boyero et al., 2011). La temperatura no necesariamente provoca un efecto directo sobre la tasa de descomposición, el efecto puede ser una vía indirecta a través de la comunidades microbiana y/o de invertebrados (Boyero et al., 2011). En el presente experimento la temperatura se relacionó positivamente con la densidad de macroinvertebrados tanto en arroyos como en lagos, sin embargo solo ocurrió una relación positiva entre temperatura y la tasa de descomposición en los arroyos. Por lo tanto, un efecto múltiple de la temperatura combinado con una mayor abundancia de macroinvertebrados en general, sumado a posibles efectos del caudal podrían estar generando las diferencias observadas en la tasa de descomposición de *S. californicus* por lo que aceptamos la primera hipótesis planteada. En éste caso la actividad microbiana no fue analizada.

La comunidad de macroinvertebrados se encuentra fuertemente influenciada por el deterioro ambiental (Ashton *et al.*, 2014; Ríos-Touma *et al.*, 2014). En este trabajo se detectó una mayor abundancia de Oligochaeta en los sistemas con mayor impacto como era de esperar (Sampaio *et al.*, 2008; Ashton *et al.*, 2014; Chang *et al.* 2014). Así mismo, los Ephemeroptera conocidos por requerir ambientes de mejor calidad de agua (Sampaio *et al.*, 2008; Chang *et al.*, 2014; Berger *et al.*, 2016) fueron más abundantes en los sistemas menos impactados.

En el caso de los arroyos las diferencias entre los dos niveles de impacto fueron más claras, los Ephemeroptera fueron dominantes en el arroyo con bajo impacto, los Oligochaeta presentaron una elevada abundancia en el arroyo de mayor impacto. Las diferencias encontradas entre las comunidades y en las condiciones físico-químicas podrían no estar incidiendo en la tasas de descomposición ya que estas fueron similares entre ambos arroyos. En los lagos, el efecto histórico de impacto ambiental no se reflejó en diferencias en las condiciones físico-químicas ni en la composición de la comunidad ya que no se encontraron diferencias significativas. La composición de macroinvertebrados en ambos lagos presentó una alta abundancia de Chironomidae y Oligochaeta. En este sentido, la estructura de macroinvertebrados, podría aportar a las diferencias encontradas entre lagos y arroyos. Sin embargo no apoyan la hipótesis de una mayor tasa de descomposición en los sistemas de bajo impacto. Según nuestros resultados la tasa de descomposición no estaría respondiendo al nivel de deterioro ambiental, por lo que el efecto podría ser considerado neutro. Diferentes estudios previos muestran diferentes respuestas entre la concentración de nutrientes y la tasa de descomposición, efectos positivos (Alvarez *et al.*, 2001), neutros (Abelho & Graça 2006; Baldy *et al.*, 2007; Pérez *et al.*, 2013) y en algunos casos se ha observado que ocurren inhibiciones (Cassio, 2004; Lecerf *et al.*, 2006; Fleituch, 2013) debido a anoxia, movilización de metales pesados y estrés físico en los organismos bentónicos (Woodward *et al.*, 2012). Existen diferentes explicaciones por lo que ésta relación sea neutra, una de ellas es que una alta calidad de las plantas (Pozo *et al.*, 1998; Pozo *et al.*, 2011), puede estar enmascarando los efectos del deterioro ambiental, sustratos pobres en nutrientes, pueden ser más sensibles al deterioro ambiental (Gulis *et al.*, 2006). En este trabajo no contamos con un análisis de la composición química de *S. californicus*, por lo que no podemos evaluar esta posible interacción.

Resultados obtenidos para el metabolismo ecosistémico en estos mismos sistemas en el mismo período de estudio (independientes a éste estudio) sustentan los resultados encontrados en este trabajo. Dichos resultados muestran una mayor tasa metabólica

en los arroyos que en los lagos, sin embargo no se observaron diferencias contundentes entre los ambientes debido a su grado de impacto (Gaucher, 2016).

6. Conclusiones y perspectivas

A partir de las hipótesis planteadas en este trabajo, podemos concluir para los sistemas estudiados que la tasa de descomposición de *Schoenoplectus californicus*, es mayor en arroyos con respecto a lagos, y esto podría deberse principalmente a la sumatoria de dos factores. Por un lado la abrasión física del flujo de agua junto con su rol de transporte para colonización y por otro lado la estructura de la comunidad de macroinvertebrados. Los distintos niveles de deterioro ambiental analizados tuvieron efecto sobre la composición de la comunidad de macroinvertebrados pero no sobre la tasa descomposición de *S. californicus*. En el caso de los arroyos fue más clara la relación entre calidad de agua y comunidad de macroinvertebrados. En base a ello, podemos concluir que existen diversos factores que influyen en la descomposición de *Schoenoplectus californicus*, algunos fueron contemplados en éste estudio y otros no, como ser la actividad microbiana o el rol funcional de la comunidad de macroinvertebrados. Afinar la taxonomía, al nivel de familia o genero fortalecería el análisis funcional debido a una mejora en la identificación de los macroinvertebrados fragmentadores y de otros grupos funcionales lo que podría ayudar a comprender mejor los resultados observados (Boyero *et al.*, 2012; Fleituch, 2013). Por otro lado es necesario contemplar la composición química de *S. californicus* ya que dependiendo de su palatabilidad, la descomposición puede ser afectada de forma diferente en ambientes con diferente deterioro ambiental (Gulis *et al.*, 2006). Una figura conceptual de los aportes de este trabajo en el conjunto del conocimiento actual sobre descomposición de la materia orgánica en sistemas dulceacuícolas continentales se puede observar en la figura 11.

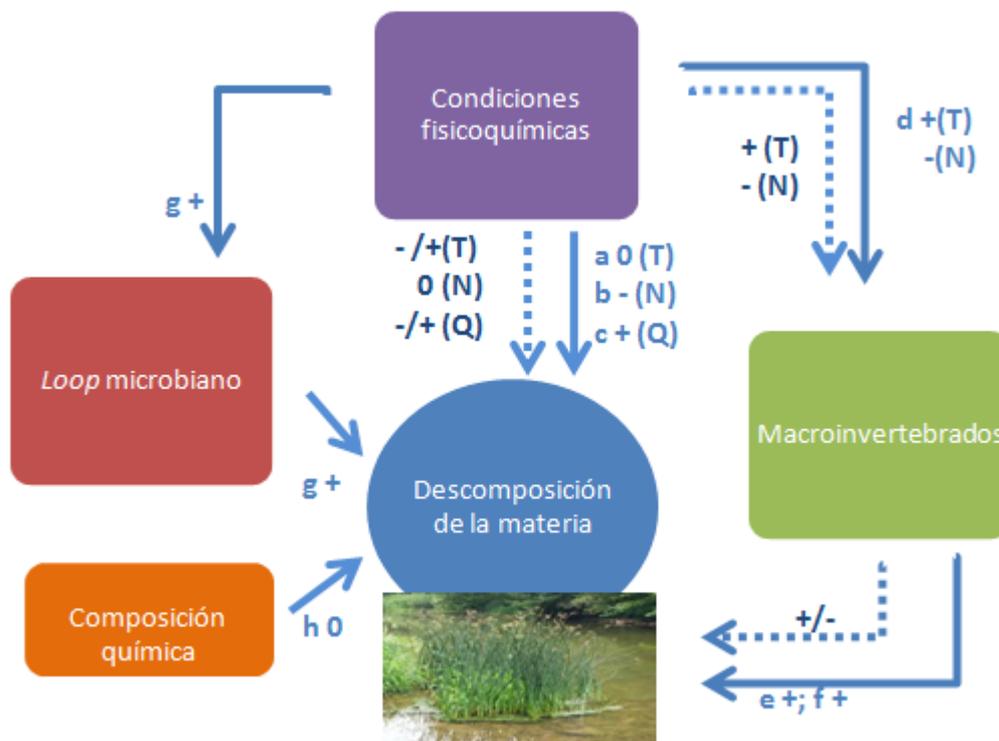


Figura 11: Principales factores que influyen en la descomposición de *S. californicus*. En línea punteada se muestran las relaciones encontradas en este estudio. En línea continua se muestran relaciones encontradas en otros estudios. Los signos representan + = relación positiva; 0 = relación neutra; - =relación negativa. Con letras mayúsculas se indican las variables ambientales, T= temperatura, N= nutrientes, Q= caudal. Con letras minúsculas se indican las diferentes referencias la referencia de autores, a= Boyero *et al.*, 2011. b= Leceref *et al.*, 2006. c= Graça *et al.*, 2015. d= Ferreira *et al.*, 2014. e=Álvarez *et al.*, 2001. f= Boyero *et al.*, 2012.. g= Gerais *et al.*, 2016. h= Pérez *et al.*, 2013.

El seguimiento de estudios de descomposición de sustratos vegetales, como herramienta para el biomonitoreo de los sistemas es relevante, ya que brindan conocimiento funcional a nivel ecosistémico (Graça *et al.*, 2001). Consideramos necesaria la elección de sustratos vegetales de acuerdo a la región donde se estudie, es por esto que ésta investigación se basa en *S. californicus*.

Referencias bibliográficas

- Abelho, M., 2001. From Litterfall to Breakdown in Streams: A Review. *The Scientific World JOURNAL*, 1, pp.656–680.
- Abelho, M. & Graça, M.A.S., 2006. Effects of nutrient enrichment on decomposition and fungal colonization of sweet chestnut leaves in an Iberian stream (Central Portugal). *Hydrobiologia*, 560(1), pp.239–247.
- Allan, J. & Castillo, M. 2007. Stream Ecology. Structure and Function of Running Waters. Segunda edición. Springer, Dordrecht. 444pp.
- Alvarez, S., Rico, E., Guerrero, M. C., & Montes, C. 2001. Decomposition of *Juncus maritimus* in Two Shallow Lakes of Doñana National Park. *International Review of Hydrobiology*, 86(4-5), 541–554.
- Ashton, M.J., Morgan, R.P. & Stranko, S., 2014. Relations between macroinvertebrates, nutrients, and water quality criteria in wadeable streams of Maryland, USA. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(2), pp.1167–1182.
- Baldy, V., Gobert, V., Guerold, F., Chauvet, E., Lambrigot, D., & Charcosset, J. Y. 2007. Leaf litter breakdown budgets in streams of various trophic status: Effects of dissolved inorganic nutrients on microorganisms and invertebrates. *Freshwater Biology*, 52(7), 1322–1335.
- Berger, E., Haase, P., Oetken, M., & Sundermann, A. 2016. Field data reveal low critical chemical concentrations for river benthic invertebrates. *Science of The Total Environment*, 544(FEBRUARY), pp. 864–873.
- Bianchini, Jr. I. 1999. Aspectos do processo de decomposição nos ecossistemas aquáticos continentais. In: Pompêo, M.L.M. (Ed.), *Perspectivas da limnologia no Brasil*. São Luís, Gráfica e Editora União. 191pp.
- Boyero, L., Pearson, R. G., Gessner, M. O., Barmuta, L. a., Ferreira, V., Graça, M. a S., West, D. C. 2011. A global experiment suggests climate warming will not accelerate litter decomposition in streams but might reduce carbon sequestration. *Ecology Letters*, 14(3), pp. 289–294.
- Boyero, L., Barmuta, L. A., Ratnarajah, L., Schmidt, K., & Pearson, R. G. 2012. Effects of exotic riparian vegetation on leaf breakdown by shredders: a tropical–temperate comparison. *Freshwater Science*, 31(2), pp. 296–303. <http://doi.org/10.1899/11-103.1>
- Callisto, M. & Graça, M. a S., 2013. The quality and availability of fine particulate organic matter for collector species in headwater streams. *International Review of Hydrobiology*, 98(3), pp.132–140.
- Chang, F. H., Lawrence, J. E., Rios-Touma, B., & Resh, V. H. 2014. Tolerance values of benthic macroinvertebrates for stream biomonitoring: Assessment of assumptions underlying scoring systems worldwide. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(4), pp. 2135–2149. <http://doi.org/10.1007/s10661-013-3523-6>
- Capello, S., Marchese, M. & Drago, L.E. De, 2004. Descomposición y colonización por invertebrados de hojas de *Salix humboldtiana* en la llanura aluvial del río Paraná Medio. *Amazoniana*, 18(1-2), pp.125–143.
- Cassio, C.P. and F., 2004. Contribution of Fungi and Bacteria to Leaf Litter Decomposition in a Polluted River. *AEM*. Available at: C:\PDFs\5266.pdf.
- Conde, D., Arocena, R., & Rodríguez-Gallego, L. 2002. Recursos acuáticos superficiales de Uruguay: ambientes, algunas problemáticas y desafíos para la gestión. pp 5–9.
- Dobson, M., & Frid, C. 1998. Ecology of aquatic ecosystems. *Essex: Addison Wesley Longman Limited*. pp. 222.
- Elosegi, A. & Sabater, S., 2009. Conceptos y técnicas en ecología fluvial. In *La estructura física de los Cauces fluviales*. p. 16.
- Esteves F. 2011. Fundamentos de limnología. 3.^a edición. Río de Janeiro (Brasil): Interciencia. 826p.

- Esquius, K.S, Escalante, A. 2014. Invertebrados asociados al junco *Schoenoplectus californicus*. Distribución espacial y temporal en una laguna pampeana. II jornadas nacionales de Medio Ambiente 2014. pp 45-54.
- Ferreira, V., Castagneyrol, B., Koricheva, J., Gulis, V., Chauvet, E., & Graca, M. a S. 2015. A meta-analysis of the effects of nutrient enrichment on litter decomposition in streams. *Biological Reviews*, 90(3), pp. 669–688.
- Ferreira, V., Raposeiro, P. M., Pereira, A., Cruz, A. M., Costa, A. C., Graça, M. a. S., & Gonçalves, V. 2016. Leaf litter decomposition in remote oceanic island streams is driven by microbes and depends on litter quality and environmental conditions. *Freshwater Biology*, 61(5) pp. 783-799.
- Ferreira, W. R., Ligeiro, R., Macedo, D. R., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., Oliveira, L. G., & Callisto, M. 2014. Importance of environmental factors for the richness and distribution of benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. *Freshwater Science*, 33(3), pp. 860–871.
- Fleituch, T., 2013. Effects of nutrient enrichment and activity of invertebrate shredders on leaf litter breakdown in low order streams. *International Review of Hydrobiology*, 98(4), pp.191–198.
- Friberg, N. & Murphy, J. 2006. En: Sand-Jensen, K., Friberg, N. & Murphy, J. Running Waters: Historical development and restoration of lowland Danish streams. National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment. Denmark: 83-91.
- Gaucher, L. 2016. Contribución de arroyos y lagos subtropicales al ciclo del efectos del grado de impacto, estacionalidad y carbono: aproximaciones metodológicas. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias- CURE. Universidad de la República. 98pp.
- Gonçalves, J. F., Rezende, R. D. S., Fraña, J., & Callisto, M. 2012. Invertebrate colonisation during leaf processing of native, exotic and artificial detritus in a tropical stream. *Marine and Freshwater Research*, 63(5), pp. 428–439.
- Goyenola, G., Meerhoff, M., Teixeira-De Mello, F., Gonzalez-Bergonzoni, I., Graeber, D., Fosalba, C., Kronvang, B. 2015. Monitoring strategies of stream phosphorus under contrasting climate-driven flow regimes. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19(10), pp. 4099–4111.
- Gulis, V., V. Ferreira & M. A. S. Graca, 2006. Stimulation of leaf litter decomposition and associated fungi and invertebrates by moderate eutrophication: implications for stream assessment. *Freshwater Biology* 51: 1655–1669.
- Graça, M.A.S. 2001. The role of invertebrates on leaf litter breakdown in a stream – a review. *International Review of Hydrobiology*, 86: 383-393.
- Graça, M. a S., Ferreira, V., Canhoto, C., Encalada, A. C., Guerrero-Bolaño, F., Wantzen, K. M., & Boyero, L. 2015. A conceptual model of litter breakdown in low order streams. *International Review of Hydrobiology*, 100(1), pp. 1–12.
- Graça, M. a S. & Canhoto, C., 2006. Leaf litter processing in low order streams. *Limnetica*, 25(1-2), pp.1–10.
- Gutiérrez-Fonseca, P.E., Alonso-Rodríguez, A.M. & A., Ramírez. 2016. Macroinvertebrados acuáticos de Puerto Rico como bioindicadores de calidad ambiental. Universidad de Puerto Rico, Río Piedras.
- Hunter, M. D., & Price, P. W. 1992. Playing chutes and ladders: heterogeneity and the relative roles of bottom-up and top-down forces in natural communities. *Ecology*, 73: 723-732.
- Irons III, J. G., Oswald, M. W., Stout, R. J., & Pringle, C. M. 1994. Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: Is temperature really important? *Freshwater Biology. Oxford [FRESHWAT. BIOL.]*, 32(2), pp. 401–411.
- Lammert, M., & Allan, J. D. 1999. Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environmental Management*, 23, pp.257-270.
- Lampert, W. & Sommer, U., 2007. Limnoecology. Segunda edición. Editorial Oxford University Press Inc., New York. 335pp.
- Lecerf, A., Usseglio-Polatera, P., Charcosset, J. Y., Lambrigt, D., Bracht, B., &

- Chauvet, E. 2006. Assessment of functional integrity of eutrophic streams using litter breakdown and benthic macroinvertebrates. *Archiv Für Hydrobiologie*, 165(1), pp. 105–126.
- Mazzeo, N., Rodríguez-Gallego, L., Kruk, C., Meerhoff, M., Gorga, J., Lacerot, G., Quintans, F., Loureiro, M., Larrea, D. & García-Rodríguez, F. 2003. Effects of *Egeria densa* Planch. beds on a shallow lake without piscivorous fish. *Hydrobiologia*. 506(1-3), pp. 591-602.
- Moorhead, D. L., Sinsabaugh, R. L., Linkins, A. E. y Reynolds, J. F., 1996. Decomposition processes: modelling approaches and applications. *The Science of the Total Environment* 183: 137-149.
- Odum, EP. and Barrett, GW. 2007. *Fundamentos de ecología*. 5th ed. São Paulo: Thomson Learning. 612 p.
- Ometo, J. P. H., Martinelli, L. A., Ballester, M. V., Gessner, A., Krusche, A. V., Victoria, R. L., & Williams, M. 2000. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. *Freshwater Biology*, 44: 327-337.
- Pabst, S., Scheiffhacken, N., Esselschwerdt, JH. and Wantzen, K. 2008. Leaf litter degradation in the wave impact zone of a pre-alpine lake. *Hydrobiologia*, vol. 613, p. 117-131.
- Pacheco, J. P., Iglesias, C., Meerhoff, M., Fosalba, C., Goyenola, G., Teixeira-de Mello, F., García-Rodríguez, F. 2010. Phytoplankton community structure in five subtropical shallow lakes with different trophic status (Uruguay): A morphology-based approach. *Hydrobiologia*, 646(1), pp. 187–197.
- Pérez, Á. A., & Le Blas, F. N. 2004. *Lineamientos para la aplicación del enfoque ecosistémico a la gestión integral del recurso hídrico*. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Oficina Regional para América Latina y el Caribe, Red de Formación Ambiental. 110 pp.
- Pérez, J., Basaguren, A., Descals, E., Larrañaga, A., & Pozo, J. 2013. Leaf-litter processing in headwater streams of northern Iberian Peninsula: Moderate levels of eutrophication do not explain breakdown rates. *Hydrobiologia*, 718(1), pp. 41–57. <http://doi.org/10.1007/s10750-013-1610-x>
- Pozo, J., A. Basaguren, A. Elozegi, J. Molinero, E. Fabre & E. Chauvet, 1998. Afforestation with *Eucalyptus globulus* and leaf litter decomposition in streams of northern Spain. *Hydrobiologia* 373: pp. 101–109.
- Pozo, J., J. Casas, M. Mene´ndez, S. Molla´, I. Arostegui, A. Basaguren, C. Casado, E. Descals, J. Garcí´a-Avilé´s, J. M. Gonza´lez, A. Larranãga, E. Lo´pez, M. Lusi, O. Moya, J. Pe´rez, T. Riera, N. Roblas & M. J. Salinas, 2011. Leaf-litter decomposition in headwater streams: a comparison of the process among four climatic regions. *Journal of the North American Benthological Society* 30: pp.935–950
- Rios-Touma, B., Acosta, R. & Prat, N., 2014. The Andean biotic index (ABI): Revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation. *Revista de Biología Tropical*, 62(April), pp. 249–273.
- Sampaio, A., Rodríguez-González, P., Varandas, S., Cortes, R. M., & Ferreira, M. T. 2008. Leaf litter decomposition in western Iberian forested wetlands: Lentic versus lotic response. *Limnetica*, 27(1), pp. 93–106.
- Schindler DW, Hecky RE, Findlay DL, Stainton MP, Parker BR, Paterson MJ, Beaty KG, Lyng M, Kasian SEM. 2008. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, 105: pp. 11254-11258
- Staehr, P. A., Testa, J. M., Kemp, W. M., Cole, J. J., Sand-Jensen, K., & Smith, S. V. 2012. The metabolism of aquatic ecosystems: history, applications, and future challenges. *Aquatic Sciences*, 74(1), pp. 15-29.
- Teixeira de Mello, F., Iglesias, C., Goyenola, G., Fosalba, C., Meerhoff, M., 2007. Primer registro de *Pimelodella australis* Eigenmann, 1917 (Siluriformes: Heptapteridae) en laguna blanca (Maldonado-Uruguay). *Bol. Soc. Zool. Uruguay*, 2ª

- época, 2007. 16: pp. 42-45
- Telöken, F., Albertoni, E.F. & Palma-Silva, C., 2011. Degradação foliar de *salix humboldtiana* willd. (Salicaceae) e colonização por invertebrados em um lago subtropical (Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 23(1), pp.30–41.
- Thullen, J. S., Nelson, S. M., Cade, B. S., & Sartoris, J. J. 2008. Macrophyte decomposition in a surface-flow ammonia-dominated constructed wetland: Rates associated with environmental and biotic variables. *Ecological Engineering*, 32(3), pp. 281–290. <http://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2007.12.003>
- Vander Zanden, M. Jake, and Yvonne Vadeboncoeur. 2002. "Fishes as integrators of benthic and pelagic food webs in lakes." *Ecology* 83.8: pp. 2152-2161.
- Vannote, R. L., Minishall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. & Cushing, C. E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of fisheries and Aquatic Sciences*, 37: pp.130-137.
- Valderrama, J.C., 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, 10(2), pp.109–122.
- Wallace, J. B., Webster, J. R., & Webster, W. 1996. THE ROLE OF MACROINVERTEBRATES IN STREAM ECOSYSTEM, pp.131.
- Wetzel, R. G. 1981. Limnología. Barcelona. *Omega*, pp. 679.
- Woodward, G., Thompson, R., Townsend C. R., & Hildrew A. G. 2005. Pattern and process in food webs: evidence from running waters. En: Belgrano, A., Scharler, U.M., Dunne, J. & Ulanowicz R.E., *Aquatic Food Webs: An Ecosystem Approach*. Oxford University Press Inc., New York. pp. 51-66.
- Woodward, G., Gessner, M. O., Giller, P. S., Gulis, V., Hladyz, S., Lecerf, A., Chauvet, E. 2012. Continental-Scale Effects of Nutrient Pollution on Stream Ecosystem Functioning. *Science*, 336(6087), pp. 1438–1440.